DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170493

魏甲彬, 成小琳, 周玲红, 徐华勤, 唐启源, 肖志祥, 唐剑武, 谭淑端. 冬季施用鸡粪和生物炭对南方稻田土壤 CO_2 与 CH_4 排放的影响[J]. 中国生态农业学报, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170493

Wei J B, Cheng X L, Zhou L H, Xu H Q, Tang Q Y, Xiao Z X, Tang J W, Tan S D. Effects of chicken manure and biochar application in winter on CO_2 and CH_4 emission from paddy field, south China[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2017, DOI: 10.13930/j.cnki.cjea.170493

冬季施用鸡粪和生物炭对南方稻田土壤 CO_2 与 CH_4 排放的影响*

魏甲彬, 成小琳, 周玲红, 徐华勤**, 唐启源, 肖志祥, 唐剑武, 谭淑端

(湖南农业大学农学院 长沙 410128)

摘　要: 生物炭的利用近年来是农田土壤固碳减排研究中的热点。本研究通过在冬季稻田养鸡, 结合生物炭添加, 采用箱式法结合温室气体分析仪定量测定冬季稻田和双季稻期间土壤 CO_2 和 CH_4 排放通量, 分别估算冬季稻田和双季稻期间土壤 CO_2 和 CH_4 排放总量, 评估生物炭和鸡粪添加对土壤碳排放的影响。结果表明, 鸡粪还田处理显著提高了土壤 CO_2 的排放, 冬季稻田和水稻生育期排放量分别达 9 935.39 $kg\cdot hm^{-2}$ 和 27 756.34 $kg\cdot hm^{-2}$, 比对照增加 58.7 倍($P<0.01$)和 56%($P<0.05$); 生物炭添加处理冬季稻田和水稻生育期 CO_2 累积排放量比对照高 12.3 倍($P<0.01$)和 41%($P<0.05$)。鸡粪还田处理下冬季稻田和水稻生育期稻田的 CH_4 排放量均显著高于其他处理; 而生物碳添加对冬季稻田 CH_4 排放无显著影响, 但显著降低了水稻生育期稻田的 CH_4 排放。鸡粪还田配施生物炭处理也显著提高了稻田土壤 CO_2 的排放。冬季稻田时, 鸡粪还田配施生物炭土壤 CO_2 累积排放量显著高于鸡粪还田处理; 而水稻生育期时, 鸡粪还田配施生物炭处理下土壤 CO_2 累积排放量显著低于鸡粪还田处理。鸡粪还田下添加生物碳可以降低因鸡粪还田引起的 CH_4 排放增加的效应。总之, 鸡粪原位还田显著增加了冬季稻田和水稻生育期稻田的 CO_2 和 CH_4 排放; 无论是冬季稻田还是水稻生育期, 生物炭的添加都降低了土壤 CH_4 的排放, 且生物炭添加后期有抑制土壤 CO_2 排放的作用。因此, 从更长的时间尺度来看, 生物炭施入土壤有利于土壤固碳减排。

关键词: 冬闲稻田; 养鸡; 鸡粪; 原位还田; 生物碳; CO_2 排放; CH_4 排放

中图分类号: X501; S161.1　　**文献标识码**: A

Effect of chicken manure and biochar on CO_2 and CH_4 emission in paddy fields in South China

WEI Jiabin, CHENG Xiaolin, ZHOU Linghong, XU Huaqin, TANG Qiyuan, XIAO Zhixiang, TANG Jianwu, TAN Shuduan

(College of Agriculture, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China)

Abstract: The application of biochar to enhance soil carbon sequestration in farmlands is an increasingly investigated research to reverse the effects of climate change. There is little report on the effect of adding manure *in situ* in combination with biochar application to winter paddy fields on CO_2 and CH_4 emissions during winter fallow and growth period of double rice. To fully use winter fallow paddy fields and determine how biochar and chicken manure affected the emission of CO_2 and CH_4, four treatments were set up — no fertilization (CK), chicken raised in the field and chicken manure addition (C), *in situ* chicken manure addition and biochar addition (CB), and biochar addition (B). The CO_2 and CH_4 fluxes and total emissions were determined in paddy fields using the chamber method along with Greenhouse Gas Analyzer during winter and the growth period of double cropping rice. The objective

* 国家水稻产业体系项目(CARS-01-30)、湖南省科技厅区域合作项目(2016WK2009)、国家自然科学基金(41571293, 31100382)和湖南省研究生创新科研项目(11451/510291000002)资助

**通讯作者: 徐华勤, 主要研究方向为草地生态学。E-mail:xu7541@163.com

魏甲彬, 主要研究方向为草地生态学。E-mail: 376976802@qq.com

收稿日期: 2017-05-27　接受日期: 2017-08-24

* This study was supported by the National Rice Industry System of China (CARS-01-30), the Regional Cooperation Project of Hunan Provincial Department of Science and Technology (2016WK2009), the National Natural Science Foundation of China (41571293, 31100382) and Hunan Province Postgraduate Student Innovation Research Project (11451/510291000002).

**Corresponding author, E-mail: xu7541@163.com

Received Jun. 27, 2017; accepted Aug. 24, 2017

was to assess the effects of chicken manure *in situ* incorporation and biochar on soil carbon emission. The results showed that relationship between CO_2 flux under CK and B treatments and soil temperature at 5 cm soil depth fitted well the non-linear index model. Then CO_2 flux under C and CB treatments had no significant correlation with soil temperature at 5 cm soil depth, which meant that the *in situ* addition of chicken manure made it more sophisticated for soil to modulate CO_2 emission. The treatment of *in situ* addition of chicken manure significantly increased soil CO_2 emission in winter paddy fields and during rice growth period with respective emissions of 9 935.39 kg·hm^{-2} and 27 756.34 kg·hm^{-2}, which was 58.7 times ($P < 0.01$) and 56% ($P < 0.05$) higher than that of CK. The cumulative CO_2 emissions in winter paddy fields and during rice growth period under biochar addition were 12.3 times ($P < 0.01$) and 41% ($P < 0.05$) higher than that of CK during in winter paddy fields and during rice growth period. The emissions of CH_4 in winter paddy fields and during rice growth period under treatment of *in situ* addition of chicken manure were significantly higher than that under other treatments, while it was not significantly changed in winter paddy fields and significantly decreased during rice growth period under biochar addition treatments. Chicken manure *in situ* application in combination with biochar treatment also significantly improved CO_2 emission of paddy soils. Cumulative CO_2 emission under chicken manure *in situ* application along with biochar addition in winter paddy fields was significantly higher than that under chicken manure *in situ* application. Also during rice growth period, it was significantly lower than that under chicken manure return. This suggested that biochar addition inhibited soil CO_2 emission in the late period. The addition of biochar decreased soil CH_4 emission in both winter paddy field and rice growth stage. In short, the addition of exogenous organic carbon like chicken manure to soils increased carbon emission (both CO_2 and CH_4), while the addition of biochar to soils increased carbon emission in the short-term and decreased CH_4 emission. Therefore, from the longer time view, biochar application to soils was beneficial to soil carbon sequestration, and might mitigate carbon emission caused by in *situ* application of chicken manure.

Keywords: Winter fallow paddy field; Raising chicken; Chicken manure; *In situ* application; Biochar; CO_2 emission; CH_4 emission

生物炭是将农作物秸秆、稻壳、木质物质、禽畜粪便和其他材料等生物质在厌氧或无氧条件下经高温热解炭化产生的一类孔隙结构发达、含碳量高、比表面积大、吸附性能较强和抗分解能力极强的固态物质[1-2]。由于其自身独特的结构和理化性质，生物炭可以增加土壤碳库储量、参与土壤养分循环与固持、提高作物产量[3-5]。另外，一方面，由于生物炭碳含量高且具有很强的化学惰性，在其输入土壤后可以稳定存在千年以上，因而减少了生物质焚烧或者直接还田造成的碳排放，减缓陆地生态系统碳循环，被认为是一种能够有效减缓气候变化的新途径[6]；另一方面，有研究者对生物炭的环境效应较为乐观，认为生物炭—土壤系统具有固定大气二氧化碳(CO_2)、减少土壤甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)等温室气体排放的潜力[7-9]。但是，生物炭进入土壤后究竟是增加土壤碳库储量还是促进了土壤碳的排放还存在争议。有研究者在森林土壤中的研究表明，生物炭作为一个长期的土壤碳库的效用被高估了，因为该效用部分地被其能促进土壤原来的有机质的分解导致土壤碳排放增加这一效应抵消[10]。也有研究表明，在半干旱农田土壤施用生物炭短期内对农田 CO_2 和 N_2O 的排放没有显著影响[11]。我国对生物炭的研究晚于国外研究者，且集中研究其在土壤改良和作物增产[12-14]等方面的应用。随着生物炭技术的发展及对环境问题的重视，生物炭对农田土壤温室气体排放的影响逐渐受到重视。但目前关于畜禽粪便在田间原位还田并添加生物碳后对稻田土壤温室气体的研究还鲜见报道。

我国南方 15 个省区有冬闲田 2 000 多万 hm^2，其中湖南冬闲田面积至少 120 万 hm^2[15]。这样大面积的土地闲置，必然导致空间资源的巨大浪费。当前南方冬闲田的主要利用方式是种植绿肥如紫云英(*Astragalus sinicus*)、黑麦草(*Lolium multiflorum*)、紫花苜蓿(*Medicago sativa*)和燕麦(*Avena sativa*)等冬季牧草以及如油菜(*Brassica campestris*)、马铃薯(*Solanum tuberosum*)等冬季作物[15-18]。这一冬闲田利用方式具有提高土壤肥力等诸多益处[19]。但由于其直接经济效益不明显，影响了农民应用的积极性。将轮牧养鸡引入冬季稻田，利用绿肥补充鸡饲料，同时又能达到提高土壤有效碳氮的作用[20]。一方面在春节前获得生态土鸡出栏上市，可大大提升冬季稻田的经济效益；另一方面，鸡粪和生物炭施入土壤既可以调节土壤理化性质，提高土壤质量，又向土壤中输入了大量的有机碳。

因此，本研究通过在稻田冬季田间养鸡，结合生物炭添加，定量测定冬季稻田和双季稻期间土壤 CO_2 和 CH_4 排放通量，评估生物炭和鸡粪添加对土壤碳排放的影响，并探讨其影响机制，为深化对生物炭和鸡粪有机肥环境效益的科学认识提供参考。

1　材料与方法

1.1 试验区概况

试验于 2015 年 12 月—2016 年 11 月在湖南省长沙市湖南农业大学耘园试验基地开展。试验区气候温和,降水充沛,雨热同期,四季分明,年平均气温 17.2 ℃,年均降水量 1 361.6 mm。从 11 月下旬至翌年 3 月中旬,长沙气候平均气温低于 0 ℃,全年以 1 月最冷,月平均为 4.4~5.1 ℃,越冬作物可以安全越冬,缓慢生长。试验地往年种植制度为早稻-晚稻-冬闲,土壤质地为潮泥土。

1.2 供试材料

供试鸡品种为长沙本地土鸡品种'土 2.5',平均重量为 0.5 kg。常规早稻品种为'中嘉早 17 号',晚稻品种为'湘晚籼 12 号'。供试生物炭为湖南省长沙市生物质能源利用研究中心提供的水稻谷壳生物炭,该生物炭在高温(300~450 ℃)下限氧碳化而成。供试土壤与生物炭基本理化性质见表 1。

表 **1** 供试土壤和生物炭基本理化性质

Table 1 Basic physical and chemical properties of tested soil and biochar

类型 Type	总碳 Organic carbon ($g \cdot kg^{-1}$)	有机质 Organic matter ($g \cdot kg^{-1}$)	全氮 Total N ($g \cdot kg^{-1}$)	全磷 Total P ($g \cdot kg^{-1}$)	全钾 Total K ($g \cdot kg^{-1}$)	pH 水土比 2.5：1
土壤 Soil	14.22	24.39	2.07	0.75	14.51	6.15
生物炭 Biochar	575.3		1.9	10.4	12.9	9.19

1.3 试验设计与田间管理

试验设置 4 个处理,其中 1 个为对照,每个处理 3 个重复,共 12 个小区,3·9=27 m^2。小区随机组合排列。2015 年晚稻收获后冬季养鸡,养鸡期间不施肥;2016 年种双季稻。试验设置 1)单施生物炭处理(biochar, B):小区内添加生物炭,施用量为 30 $t \cdot hm^{-2}$,并与表层土(0~15 cm)混匀。2)冬季稻田养鸡处理(chicken, C):在进行田间轮牧养鸡,鸡粪原位还田。每个小区一个鸡笼,每个笼子内饲喂 30 只土鸡,鸡笼面积为 3·3 m^2。试验过程中,鸡笼在小区第 1 个放置位置上放 8 d 后移至第 2 个位置,8 d 后再移至第 3 个位置,依次类推,每个位置共养鸡 16 d,是为轮牧,又由于间期较短,土鸡生长较缓慢,因此小区内鸡粪含量可以视作均匀分布。同时在另一个鸡笼中饲养 5 只土鸡,每隔 3 d 测定鸡粪重量,直至养鸡结束。据统计,小区内相当于施新鲜鸡粪 7.3 $kg \cdot m^{-2}$。3)养鸡与生物碳结合(chicken and biochar, CB):小区内添加生物炭,施用量为 30 $t \cdot hm^{-2}$,并与表层土(0~15 cm)混匀;同时轮牧养鸡,鸡粪原位还田,还田量与 C 处理相当;4)对照(CK):水稻收割以后,稻田为冬闲田,不做处理。

田间管理:2015 年 12 月 3 日,田间笼养土鸡,2016 年 1 月 28 日养鸡结束。饲料配方为 50%玉米粉+10%米糠+35%苜蓿草粉+5%预混料。稻栽培方式采用育苗移栽,其他管理措施如水分管理、病虫害管理均一致。磷肥做基肥一次性施用;氮肥按基肥：分蘖肥：穗肥=4：2：4;钾肥按照基肥：穗肥=7：3 施用。B 处理和对照氮、磷、钾肥用量为长沙市农民常规用量,即每季水稻总共施纯氮 165 $kg \cdot hm^{-2}$, P_2O_5 75 $kg \cdot hm^{-2}$, K_2O 135 $kg \cdot hm^{-2}$; C 处理和 CB 处理每季化肥氮和钾减少 20%,磷不变,即纯氮 132 $kg \cdot hm^{-2}$, $P_2O_5$75 $kg \cdot hm^{-2}$, K_2O 108 $kg \cdot hm^{-2}$。

1.4 样品采集分析和数据处理

1.4.1 气体测定方法

使用超便携式温室气体自动分析仪(CH_4, CO_2, H_2O)(Ultraportable Greenhouse Gas Analyzer, 美国 Los GatosResearch 公司产,型号为915–0011–1000)与循环采气透明静态箱相结合测定土壤 CO_2 和 CH_4 交换通量。温室气体自动分析仪能够原位测出静态箱内 CO_2 和 CH_4 浓度的线性变化;测定时可以通过移动通讯设备屏幕上显示的线性变化实时判断静态静态箱是否密封,确保数据的准确性。静态箱为透明有机玻璃,顶部有进气孔跟出气孔,规格为 30 cm×30 cm。每个小区布置一个与静态箱边长相同的底座,四边有凹槽,安装时底座边缘嵌入土中深 3 cm。测定时,静态箱置于底座上,凹槽内灌水以确保透明静态箱处于密闭状态,每个小区测定五分钟,测定时间为上午 8 点到 12 点。进行气体测定时同时测定土壤温度(0~5 cm)。

冬季养鸡期间测定:底座固定在小区内第一个 9 m^2 养鸡区域,养鸡 8 d 后鸡笼第一次移到小区内第二个 9 m^2 养鸡区域时开始第一次测定,时间在 2015 年 12 月 11 日,测定周期约为 8 d 一次,共测定 6 次。水稻种植期间测定:测定周期为在水稻每个生育期中期测定,早稻苗期(5–08)、分蘖盛期(5–18)、孕穗期(6–13)、齐穗期(7–01)、成熟期(7–15);晚稻苗期(8–01)、分蘖盛期(8–15)、孕穗期(9–06)、齐穗期(9–20)、灌浆期(10–10)和成熟期(11–03)测定 CH_4 和 CO_2 交换通量。进行气体测定时同时用 Onset HOBO 温度记录仪(型号: U23-001)

测定土壤温度(0~5 cm)和静态箱内的空气温度。

1.4.2　气体通量及累计排放量计算

CH_4, CO_2 净交换通量计算公式为:

$$F = \frac{dc}{dt} \times \frac{PV}{RAT} \tag{1}$$

式中: F 为 CO_2 通量, 单位为 μmol·m^{-2}·s^{-1}, 或 CH_4 通量, 单位为 μmol·m^{-2}·s^{-1}; dc/dt 为采样箱内 CO_2 或 CH_4 浓度(ppm)随时间 t(s)的变化率; P 为标准状态下大气压力, 为 101.223 7 kPa; V 为箱体内有效体积(m^3), 即透明箱体积减去底座内植株总体积和透明箱体内壁风扇和温度记录仪体积; R 为气体常数 8.3144 J·mol^{-1}·k^{-1}; A 为透明箱覆盖面积(m^2); T 为测定时透明箱内平均气温(=273.15+℃);

CO_2 和 CH_4 累积排放量 Ec(kg·hm^{-2})计算式[21]为:

$$E_c = 24 \times 3600 \times 44 \times 10^{-5} \times a \times \left\{ \sum_{i=1}^{n} \left[\frac{F_i + F_{i+1}}{2} \left(t_{i+1} - t_i \right) \right] + \frac{F_1 + F_n}{2} \right\} \tag{2}$$

式中, n 为稻田冬季及水稻生育期观测次数;

F_i、F_{i+1} 为第 i、i+1 次测定时 CO_2 和 CH_4 通量, μmol·m^{-2}·s^{-1};

t_{i+1}、t_i 为第 i、i+1 次测定的时间间隔, d;

a 为水稻生育期转换系数(由于测定期间天数少于水稻生育期(播种到收获)天数, 此系数将转换为水稻生育期天数), 此处取 194/176。

1.4.3　数据处理

经 Microsoft Excel 2007 整理数据后, 采用 SPSS 18.0 软件进行单因素方差分析, Sigmaplot 12.5 作图。

2　结果与分析

2.1　CO_2 通量与 CH_4 通量

2.1.1　CO_2 通量

如图 1 所示, 在冬季稻田养鸡时期, C、CB 和 B 处理 CO_2 排放通量均高于 CK。从变化幅度上看, C 处理变化范围为 3.30~10.77 μmol·m^{-2}·s^{-1}, CB 处理为 3.86~12.80 μmol·m^{-2}·s^{-1}, B 处理为 0.27~3.11 μmol·m^{-2}·s^{-1}, CK 为 1.76~1.37 μmol·m^{-2}·s^{-1}。说明向土壤中添加鸡粪和生物炭会促进冬季稻田土壤呼吸, 增加土壤 CO_2 排放。

除早稻苗期外, 同一生育期不同处理间稻田土壤 CO_2 通量有显著差异($P<0.05$)。水稻生育期内, 各处理土壤 CO_2 通量变化幅度大, 且排放峰早稻出现在孕穗期和成熟期, 晚稻出现在分蘖盛期和齐穗期。所有处理早稻期间最高值出现在成熟期, 最高为 CB 处理, 达 10.22 μmol·m^{-2}·s^{-1}; 所有处理晚稻最高值出现在齐穗期, 最高为CB处理, 达8.70 μmol·m^{-2}·s^{-1}。即便是同一处理, 早晚稻期间CO_2排放最高值出现的时期却不一样, 说明早晚稻品种对土壤 CO_2 排放存在一定的影响。但在早稻分蘖盛期, 孕穗期, 晚稻苗期和灌浆期 C 处理土壤 CO_2 通量值最高; 早稻齐穗期 B 处理最高, 晚稻孕穗期 CK 最高。说明不同处理对土壤 CO_2 排放在不同水稻生育期的影响因素较复杂。

冬季稻田 paddy fiel in winter　　早稻 early rice　　晚稻 late rice

图 **1**　冬季及双季稻生育期稻田土壤 CO_2 排放通量

Fig. 1　Flux of CO_2 emission in paddy field soil during winter stage and growth period of double rice

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar.

2.1.2　CH_4 通量

在稻田冬季养鸡时期, 如图 2 所示, 各处理土壤 CH_4 排放通量变化趋势基本一致, 并且与土壤温度无显著相关性。C 处理和 CB 处理均高于 CK, 但总体来看, 各处理 CH_4 通量变化幅度较小且在 0 μmol·m^{-2}·s^{-1} 上下浮动。说明冬季稻田土壤 CH_4 排放较小。

在水稻生育期, C 处理土壤 CH_4 通量在水稻早稻分蘖盛期和孕穗期, 晚稻苗期时有较大幅度的升高和降低, 并与其它处理间有显著性差异($P<0.05$); 其余处理在水稻生育期变化幅度均不大, 各处理间无显著性差异($P>0.05$), 并且集中在±0.03 μmol·m^{-2}·s^{-1} 范围内上下浮动。土壤 CH_4 通量高时均为田间淹水时期, 说明土壤 CH_4 通量的产生及排放主要集中在水稻生长过程中需要淹水的阶段。

冬季稻田 paddy field in winter　　早稻 early rice　　晚稻 late rice

图 **2**　冬季及双季稻生育期稻田土壤 CH_4 排放通量

Fig. 2　Flux of CH_4 emission in paddy field soil during winter stage and growth period of double rice

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar.

2.2　CO_2 和 CH_4 累积排放量

2.2.1　冬季稻田 CO_2 和 CH_4 累积排放量

如图 3 所示, CO_2 累积排放量各处理变化幅度为 166.43~12 263.24 kg·hm^{-2}, CH_4 累积排放量各处理变化幅度为 0.45~44.53 kg·hm^{-2}。各处理土壤 CO_2 和 CH_4 累积排放量有极显著差异($P<0.01$)。

测定期间(50 天), 与对照相比, C 处理、CB 处理和 B 处理土壤 CO_2 累积排放量分别高出 58.7 倍、72.7 倍和 12.3 倍, 差异极显著($P<0.01$)。说明添加鸡粪和生物炭会显著促进土壤 CO_2 累积排放量。本研究中, 新鲜鸡粪添加量为 73 t·hm^{-2}, 生物炭的添加量为 30 t·hm^{-2}, 鸡粪和生物炭中均含有大量有机碳, 说明添加外源性有机碳增加土壤 CO_2 的排放。另外, CB 处理 CO_2 累积排放量比 C 处理高 2 327.85 kg·hm^{-2}, 与 B 处理的 2 214.05 kg·hm^{-2} 相当, 说明 CB 处理的 CO_2 累积排放量中, 有一部分为生物炭中活性碳分解释放组成。

如图 3 所示, 各处理土壤 CH_4 累积排放量大小为 C>CB>CK>B, 且 C 与 CB 之间有极显著差异($P<0.01$), C 比 CB 处理 CH_4 累积排放量高出 2.4 倍。说明旱地土壤中, 生物炭会抑制土壤 CH_4 的排放。

图 3 冬季稻田土壤 CH_4 和 CO_2 累积排放量

Fig.3 Cumulative emission of CH_4 and CO_2 in winter paddy field soil

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。不同大写字母代表不同处理间差异极显著, $P<0.01$; 不同小写字母代表不同处理间差异显著, $P<0.05$。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar. Different capital letters represent extremely significant differences between different treatments at 0.01 level; different lowercase letters represent significant differences between treatments at 0.05 level.

2.2.2 水稻生育期 CO_2 和 CH_4 累积排放量

如图 4 所示, C 处理和 CB 处理 CO_2 累积排放量与 CK 相比要高, 且具有显著差异性($P<0.05$), 其中 C 处理比对照高 56%, CB 处理比对照高 41%。虽然 B 处理比对照高 17%, 但差异不显著; CB 处理比 C 处理低 2 726.11 kg·hm^{-2}, 且差异显著($P<0.05$), 说明与单施鸡粪相比, 冬季稻田添加生物炭能够降低水稻生育期土壤 CO_2 累积排放量。添加生物炭在冬季稻田会增加土壤 CO_2 累积排放量(图 3), 但在经过较长时间后, 会起到降低土壤 CO_2 累积排放的作用。

同水稻田冬闲时期一样(图 3), 添加生物炭处理 CH_4 累计排放量显著低于没添加生物炭的处理, CB 处理比 C 处理减少了 746%, B 处理比 CK 减少了 1 303%, 差异极显著($P<0.01$)。CB 处理 CH_4 累积排放量虽然高于 CK, 但没有显著性差异。说明无论是否淹水, 添加生物炭处理均能抑制土壤中 CH_4 的产生与排放。

图 4　水稻生育期稻田土壤 CH_4 和 CO_2 累积排放量

Fig. **4**　Cumulative emissions of CH_4 and CO_2 in paddy field soil during rice growth period

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。不同大写字母代表不同处理间差异极显著, $P<0.01$; 不同小写字母代表不同处理间差异显著, $P<0.05$。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar. Different capital letters represent extremely significant differences between different treatments at 0.01 level; different lowercase letters represent significant differences between treatments at 0.05 level.

2.3　早稻和晚稻 CO_2 和 CH_4 累积排放量

如图 5, 土壤 CO_2 累积排放量均表现为晚稻高于早稻, CK 晚稻高出早稻 1.04 倍, C 处理晚稻高出早稻 83%, CB 处理晚稻高出早稻 69%, B 处理晚稻高出早稻 1.16 倍, 且均达显著差异($P<0.05$)。可能主要与晚稻生育期更长有关。

土壤 CH_4 累积排放量 C 处理、CB 处理和 CK 均表现为早稻高于晚稻, 而 B 处理相反, 但差异不显著。其中, CK 早稻比晚稻高出 46%, C 处理早稻比晚稻高 38%, CB 处理早稻比晚稻高 1.08 倍, 均达显著性差异($P<0.05$)。早稻水稻田长期淹水, 造成厌氧环境, 土壤 CH_4 的排放一直保持较高速率。

图 5　早稻和晚稻土壤 CH_4 和 CO_2 累积排放量

Fig. 5　Cumulative emissions of CH_4 and CO_2 in paddy field soil during early rice and late rice growth period

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。不同大写字母代表不同处理间差异极显著, P<0.01; 不同小写字母代表不同处理间差异显著, P<0.05。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar. Different capital letters represent extremely significant differences between different treatments at 0.01 level; different lowercase letters represent significant differences between treatments at 0.05 level.

2.4 CO_2 通量与 5 cm 土壤温度的关系

图 6 显示了全年土壤 CO_2 通量测定期间土壤温度与 CO_2 通量之间的关系。如图所示, 仅 CK 和 B 处理能与 5 cm 土壤温度能进行较好的非线性拟合, 建立指数模型, 而 C 和 CB 处理与 5 cm 土壤温度无显著相关性, 且 CK 和 5 cm 土壤温度的 r^2 值大于 B 处理与 5 cm 土壤温度的 r^2 值, 说明添加生物炭和鸡粪原位还田影响了土壤与大气 CO_2 交换的机制, 使其影响因素更趋复杂。

图 6 CO_2 通量与 5 cm 土壤温度的关系

Fig. 6 Correlation of CO_2 flux and soil temperature at the depth of 5 cm

CK: 不施肥对照; C: 单施鸡粪; CB: 鸡粪配施生物炭; B: 单施生物炭。CK: no fertilization; C: chicken manure; CB: chicken manure plus biochar; B: biochar.

3 讨论

土壤有机碳矿化是土壤排放 CO_2 的主要途径。施用有机物料是调节土壤有机碳的重要措施, 有机物料的施用不仅直接增加碳投入, 改变土壤有机碳的有效性, 而且对土壤碳库的转化过程产生重要影响, 进而影响到土壤碳的固定和温室气体的排放[22]。而施入的有机物料的碳的有效性及其理化性质是其影响土壤固碳减排效果的关键因素。施用有机物料对土壤 CO_2 排放的影响已经有不少研究, 且基本上都认为施用有机物料会促进土壤 CO_2 排放, 但促进效果与有机物料的性质, 土壤温度、湿度和质地等因素有关[23]。目前施入生物炭及生物炭配施有机物料到土壤中对土壤 CO_2 和 CH_4 的排放的影响研究较少。

关于使用腐熟鸡粪施入到土壤中对土壤呼吸的影响的研究表明, 鸡粪施入土壤中会显著促进土壤 CO_2 排放量[24-25]。本研究使用的是新鲜鸡粪, 同样表明鸡粪施入水稻田土壤中无论是在冬季养鸡期间还是水稻种植期间均显著提高土壤 CO_2 排放。而添加生物炭则在不同时间尺度上会有不同的结果。有研究表明, 土壤中施入生物炭后, 降低土壤有机碳的矿化达 25.5%[26], 而不添加生物炭的土壤 CO_2 排放量显著高于添加生物炭处理[27]。也有学者发现, 土壤中添加稻壳生物炭会促进土壤矿化[28]。这两种相反的结论可能与研究的时间尺度不一致有关。本研究也采用的稻壳生物炭, 添加生物炭显著提高冬季稻田土壤 CO_2 的排放, 但鸡粪原位还田和生物炭复合添加造成的 CO_2 累积排放量与单独鸡粪原位还田间的差值和单独添加生物炭处理造成的 CO_2 累积排放量大小相当, 因此可以认为添加生物炭没有显著促进土壤本来的有机碳以及添加的鸡粪中的有机碳的矿化, 而是生物炭本身包含的部分易矿化有机碳分解后增加了土壤 CO_2 的排放, 且土壤中碳的净矿化量或损失量与生物炭中不稳定物质存在正相关关系[29-30]。另外, ^{14}C 研究结果也表明, 生物炭施入土壤后 CO_2 排放量约等于生物炭中有机碳分解和无机碳释放的量[31]。且以 CO_2 形态释放的 C 只占生物炭 C 总量的 0.1%~0.8%[32]。因此, 如果只考虑生物炭引起的碳排放, 并与其在土壤中固定的碳量以及将存在的相当长的时间相比, 短期内生物炭引起的碳排放量也是微小的[31]。而到水稻生育期期间, 添加鸡粪和生物炭处理 CO_2

累积排放量显著低于单独养鸡处理，单施生物炭处理 CO_2 累积排放量与 CK 无显著差异，说明添加的生物炭在土壤中稳定后，抑制土壤中的 CO_2 排放。这种抑制作用，可能是由于生物炭的添加不仅促进了土壤腐殖质的形成，还有助于碳水化合物、酯族、芳烃等难以被微生物利用的有机大分子的形成，这种过程将降低有机碳的微生物利用量，会降低土壤原有的有机碳及鸡粪的外源有机碳的矿化，从而减少了土壤 CO_2 的排放[33-34]。本研究结果与相关土壤培养试验结果一致，即添加生物炭在培养前期促进土壤有机碳的矿化，后期则产生抑制效果[35-36]。综上所述，土壤中添加生物炭，以及生物炭配施鸡粪等有机物料虽然短期内会促进土壤 CO_2 排放，但只是短期的激发效应[37]，从长远来看，添加生物炭对土壤固碳减排是有利的。

土壤中 CH_4 是由产甲烷菌生成，而产甲烷菌的生存繁殖需要较强的厌氧环境，因此，通过增强土壤通透性，减弱土壤厌氧环境，一方面能减少土壤中产甲烷菌的数量，另一方面能够增加土壤中甲烷氧化菌的产生与繁殖，从而降低土壤中 CH_4 的排放，甚至使土壤成为 CH_4 的汇，而生物炭特殊的理化性质能够做到这一点[38-39]。另外，生物炭对 NH^{4+} 的吸附作用降低了 NH^{4+} 对甲烷氧化菌的竞争，从而增加了 CH_4 氧化的概率[40-41]。也有研究者认为，生物炭施入土壤后，增加了土壤的氧化还原电位，增加了土壤碳氮比，刺激了甲烷氧化菌的活性[42]。本研究结果同样发现向稻田中添加生物炭，无论是冬季土壤湿度较低时，还是在水稻生育期稻田淹水时间较长时，都能显著减少土壤中 CH_4 的排放；且生物炭在与鸡粪配施时也能显著降低土壤 CH_4 排放量，说明生物炭对减少土壤 CH_4 的排放效果十分显著。

4 结论

1)与对照相比，添加鸡粪会显著促进土壤 CO_2 和 CH_4 排放；添加生物炭抑制土壤 CH_4 排放，在冬季稻田时期显著提高 CO_2 排放，但在水稻生育期虽然也提高 CO_2 排放但没有显著性差异。

2)生物炭配施鸡粪，与对照相比无论冬季稻田时期还是水稻生育期都会显著增加土壤 CO_2 排放；冬季稻田时 CH_4 累积排放显著高于对照，水稻生育期时则无显著性差异。与单独添加鸡粪相比，冬季稻田时期土壤 CO_2 累积排放有显著提高，而水稻生育期内则显著降低；CH_4 则无论冬季稻田还是水稻生育期均显著低于单独添加鸡粪处理。

3)综上所述，添加生物炭到土壤，会抑制土壤 CH_4 的产生与排放，效果十分显著。且与生物炭本身包含的大量惰性有机碳相比，短期内生物炭引起的 CO_2 排放量也是微小的。因此，长远来看，生物炭施入土壤对农田土壤固碳减排的效果是明显的。

参考文献 References

[1] 周桂玉，窦森，刘世杰. 生物质炭结构性质及其对土壤有效养分和腐殖质组成的影响[J]. 农业环境科学学报, 2011, 30(10): 2075–2080
Zhou G Y, Dou S, Liu S J. The structural characteristics of biochar and its effects on soil available nutrients and humus composition[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2011, 30(10): 2075–2080

[2] Hammes K, Schmidt M W I, Smernik R J, et al. Comparison of quantification methods to measure fire-derived (black/elemental) carbon in soils and sediments using reference materials from soil, water, sediment and the atmosphere[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2007, 21(3): GB3016

[3] McConnell J R, Edwards R, Kok G L, et al. 20th-century industrial black carbon emissions altered arctic climate forcing[J]. Science, 2007, 317(5843): 1381–1384

[4] Wang J Y, Pan X J, Liu Y L, et al. Effects of biochar amendment in two soils on greenhouse gas emissions and crop production[J]. Plant and Soil, 2012, 360(1/2): 287–298

[5] Zhang A F, Cui L Q, Pan G X, et al. Effect of biochar amendment on yield and methane and nitrous oxide emissions from a rice paddy from Tai Lake plain, China[J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2010, 139(4): 469–475

[6] Lehmann J. A handful of carbon[J]. Nature, 2007, 447(7141): 143–144

[7] Sohi S P. Carbon storage with benefits[J]. Science, 2012, 338(6110): 1034–1035

[8] Xu G, Lv Y C, Sun J N, et al. Recent advances in biochar applications in agricultural soils: Benefits and environmental implications[J]. CLEAN-Soil, Air, Water, 2012, 40(10): 1093–1098

[9] Manyà J J. Pyrolysis for biochar purposes: A review to establish current knowledge gaps and research needs[J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(15): 7939–7954

[10] Wardle D A, Nilsson M C, Zackrisson O. Fire-derived charcoal causes loss of forest humus[J]. Science, 2008, 320(5876): 629
[11] 郭艳亮, 王丹丹, 郑纪勇, 等. 生物炭添加对半干旱地区土壤温室气体排放的影响[J]. 环境科学, 2015, 36(9): 3393–3400
Guo Y L, Wang D D, Zheng J Y, et al. Effect of biochar on soil greenhouse gas emissions in semi-arid region[J]. Environmental Science, 2015, 36(9): 3393–3400
[12] 勾芒芒, 屈忠义, 杨晓, 等. 生物炭对砂壤土节水保肥及番茄产量的影响研究[J]. 农业机械学报, 2014, 45(1): 137–142
Gou M M, Qu Z Y, Yang X, et al. Study on the effects of biochar on saving water, preserving fertility and tomato yield[J]. Transactions of the Chinese Society for Agricultural Machinery, 2014, 45(1): 137–142
[13] 赵迪, 黄爽, 黄介生. 生物炭对粉黏壤土水力参数及胀缩性的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(17): 136–143
Zhao D, Huang S, Huang J S. Effects of biochar on hydraulic parameters and shrinkage-swelling rate of silty clay[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, 31(17): 136–143
[14] 肖茜, 张洪培, 沈玉芳, 等. 生物炭对黄土区土壤水分入渗、蒸发及硝态氮淋溶的影响[J]. 农业工程学报, 2015, 31(16): 128–134
Xiao Q, Zhang H P, Shen Y F, et al. Effects of biochar on water infiltration, evaporation and nitrate leaching in semi-arid loess area[J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2015, 31(16): 128–134
[15] 谢昭良, 张腾飞, 陈鑫珠, 等. 冬闲田种植 2 种燕麦的营养价值及土壤肥力研究[J]. 草业学报, 2013, 22(2): 47–53
Xie Z L, Zhang T F, Chen X Z, et al. A study on the nutrient value of oat and its influences on soil fertility of winter fallow fields[J]. Acta Prataculture Science, 2013, 22(2): 47–53
[16] 李子双, 廉晓娟, 王薇, 等. 我国绿肥的研究进展[J]. 草业科学, 2013, 30(7): 1135–1140
Li Z S, Lian X J, Wang W, et al. Research progress of green manure in China[J]. Pratacultural Science, 2013, 30(7): 1135–1140.
[17] 王积军, 熊延坤, 周广生. 南方冬闲田发展油菜生产的建议[J]. 中国农技推广, 2014, 30(5): 6–8
Wang J J, Xiong Y K, Zhou G S. A proposal of the development of rapeseed production in winter fallow field in South China[J]. China Agricultural Technology Extension, 2014, 30(5): 6–8
[18] 米健, 罗其友, 高明杰. 南方冬作区马铃薯发展趋势、区域格局与增产潜力[J]. 中国农业资源与区划, 2012, 33(3): 73–79
Mi J, Luo Q Y, Gao M J. Potato development trends, regional patterns and yield increase potential in southern winter cropping district[J]. Chinese Journal of Agricultural Resources and Regional Planning, 2012, 33(3): 73–79
[19] 王建红, 曹凯, 张贤, 等. 绿肥还田对水稻生长期土壤有机质动态变化的影响[J]. 浙江农业科学, 2010, 1(3): 614–616
Wang J H, Cao K, Zhang X, et al. Effect of green manure returning to rice field on the soil organic matter dynamics during rice growing stage[J]. Journal of Zhejiang Agricultural Sciences, 2010, 1(3): 614–616
[20] 周玲红, 魏甲彬, 唐先亮, 等. 冬季种养结合对稻田土壤微生物量及有效碳氮库的影响[J]. 草业学报, 2016, 25(11): 103–114
Zhou L H, Wei J B, Tang X L, et al. Effects of winter green manure crops with and without chicken rearing on microbial biomass and effective carbon and nitrogen pools in a double-crop rice paddy soil[J]. Acta Prataculturae Sinica, 2016, 25(11): 103–114
[21] 王聪, 沈健林, 郑亮, 等. 猪粪化肥配施对双季稻田 CH_4 和 N_2O 排放及其全球增温潜势的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(8): 3120–3127
Wang C, Shen J L, Zheng L, et al. Effects of combined applications of pig manure and chemical fertilizers on CH_4 and N_2O emissions and their global warming potentials in paddy fields with double-rice cropping[J]. Environmental Science, 2014, 35(8): 3120–3127
[22] Smith P. Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context[J]. European Journal of Agronomy, 2004, 20(3): 229–236
[23] 张杰, 黄金生, 刘佳, 等. 秸秆、木质素及其生物炭对潮土 CO_2 释放及有机碳含量的影响[J]. 农业环境科学学报, 2015, 34(2): 401–408
Zhang J, Huang J S, Liu J, et al. Carbon dioxide emissions and organic carbon contents of fluvo-aquic soil as influenced by straw and lignin and their biochars[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2015, 34(2): 401–408
[24] 李玮, 张佳宝, 张丛志. 秸秆还田方式和氮肥类型对黄淮海平原夏玉米土壤呼吸的影响[J]. 中国生态农业学报, 2012, 20(7): 842–849
Li W, Zhang J B, Zhang C Z. Effects of straw incorporation and N fertilization on soil respiration during maize (*Zea mays* L.)

growth in Huanghuaihai Plain[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2012, 20(7): 842–849

[25] 任涛, 李俊良, 张宏威, 等. 设施菜田土壤呼吸速率日变化特征分析[J]. 中国生态农业学报, 2013, 21(10): 1217–1224
Ren T, Li J L, Zhang H W, et al. Analysis of daily dynamics of soil respiration rate in greenhouse vegetable fields[J]. Chinese Journal of Eco-Agriculture, 2013, 21(10): 1217–1224

[26] Liang B Q, Lehmann J, Sohi S P, et al. Black carbon affects the cycling of non-black carbon in soil[J]. Organic Geochemistry, 2010, 41(2): 206–213

[27] Kim Y S, Makoto K, Takakai F, et al. Greenhouse gas emissions after a prescribed fire in white birch-dwarf bamboo stands in northern Japan, focusing on the role of charcoal[J]. European Journal of Forest Research, 2011, 130(6): 1031–1044

[28] 陈伟, 周波, 束怀瑞. 生物炭和有机肥处理对平邑甜茶根系和土壤微生物群落功能多样性的影响[J]. 中国农业科学, 2013, 46(18): 3850–3856
Chen W, Zhou B, Shu H R. Effects of organic fertilizer and biochar on root system and microbial functional diversity of *Malus hupehensis* Rehd[J]. Scientia Agricultura Sinica, 2013, 46(18): 3850–3856

[29] Ameloot N, De Neve S, Jegajeevagan K, et al. Short-term CO_2 and N_2O emissions and microbial properties of biochar amended sandy loam soils[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2013, 57: 401–410

[30] Bruun E W, Hauggaard-Nielsen H, Ibrahim N, et al. Influence of fast pyrolysis temperature on biochar labile fraction and short-term carbon loss in a loamy soil[J]. Biomass and Bioenergy, 2011, 35(3): 1182–1189

[31] Jones D L, Murphy D V, Khalid M, et al. Short-term biochar-induced increase in soil CO_2 release is both biotically and abiotically mediated[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(8): 1723–1731

[32] Luo Y, Durenkamp M, De Nobili M, et al. Short term soil priming effects and the mineralisation of biochar following its incorporation to soils of different pH[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(11): 2304–2314

[33] Cross A, Sohi S P. The priming potential of biochar products in relation to labile carbon contents and soil organic matter status[J]. Soil Biology and Biochemistry, 2011, 43(10): 2127–2134

[34] 花莉, 金素素, 洛晶晶. 生物质炭输入对土壤微域特征及土壤腐殖质的作用效应研究[J]. 生态环境学报, 2012, 21(11): 1795–1799
Hua L, Jin S S, Luo J J. Effect of Bio-char on the micro-environment characteristics and humus in soil[J]. Ecology and Environmental Sciences, 2012, 21(11): 1795–1799

[35] 刘燕萍, 高人, 杨玉盛, 等. 黑碳添加对土壤有机碳矿化的影响[J]. 土壤, 2011, 43(5): 763–768
Liu Y P, Gao R, Yang Y S, et al. Effect of black carbon addition on soil organic carbon mineralization[J]. Soils, 2011, 43(5): 763–768

[36] 柯跃进, 胡学玉, 易卿, 等. 水稻秸秆生物炭对耕地土壤有机碳及其 CO_2 释放的影响[J]. 环境科学, 2014, 35(1): 93–99
Ke Y J, Hu X Y, Yi Q, et al. Impacts of rice straw biochar on organic carbon and CO_2 release in arable soil[J]. Environmental Science, 2014, 35(1): 93–99

[37] 何飞飞, 荣湘民, 梁运姗, 等. 生物炭对红壤菜田土理化性质和 N_2O、CO_2 排放的影响[J]. 农业环境科学学报, 2013, 32(9): 1893–1900
He F F, Rong X M, Liang Y S, et al. Effects of biochar on soil physichemical properties and N_2O, CO_2 emissions from vegetable-planting red soil[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2013, 32(9): 1893–1900

[38] Wang Z P, DeLaune R D, Patrick W H Jr, et al. Soil redox and pH effects on methane production in a flooded rice soil[J]. Soil Science Society of America Journal, 1993, 57(2): 382–385

[39] Liang B, Lehmann J, Solomon D, et al. Black carbon increases cation exchange capacity in soils[J]. Soil Science Society of America Journal, 2006, 70(5): 1719–1730

[40] Clough T J, Condron L M. Biochar and the nitrogen cycle: Introduction[J]. Journal of Environmental Quality, 2010, 39(4): 1218–1223

[41] 王月玲, 耿增超, 王强, 等. 生物炭对塿土土壤温室气体及土壤理化性质的影响[J]. 环境科学, 2016, 37(9): 3634–3641
Wang Y L, Geng Z C, Wang Q, et al. Influence of biochar on greenhouse gases emissions and physico-chemical properties of loess soil[J]. Environmental Science, 2016, 37(9): 3634–3641

[42] Huang W, Zhao Y J, Wu J T, et al. Effects of different influent C/N ratios on the performance of various earthworm eco-filter systems: Nutrient removal and greenhouse gas emission[J]. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 2014, 30(1):

109–118